Rev. Chilena Ent.
2000, *27*: 25 - 34

MONITOREO ECOTOXICOLÓGICO DEL RÍO RÍMAC (LIMA-PERÚ) EMPLEANDO A *CHIRONOMUS CALLIGRAPHUS* GOELDI (DIPTERA: CHIRONOMIDAE)

JOSÉ IANNACONE [1,2], WILLIAM DALE [2] Y LORENA ALVARIÑO[1]

RESUMEN

El río Rímac es la principal fuente de agua potable para la ciudad de Lima, Perú, por lo que se evaluaron dos puntos de muestreo de la cuenca media: Huachipa y Santa Eulalia y cuatro afluentes mineros de la Cuenca Alta: Perubar, Aruri, Tamboraque y Tunel Gratón empleando como bioindicador ecotoxicológico de contaminación al insecto *Chironomus calligraphus* Goeldi para efectos tóxicos agudos. Se usó como punto final en ensayos estáticos de lectura la Concentración Letal media (CL_{50}) a 48 h de exposición. Se realizaron un total de cincuenta y nueve bioensayos ecotoxicológicos de Marzo de 1994 a Diciembre de 1998. El número de muestras examinadas y el porcentaje relativo del total en los 6 puntos de muestreo fueron: Huachipa (3; 5,10%), Santa Eulalia (4; 6,78%), Perubar (19; 32,20%), Aruri (11; 18,64%), Tamboraque (15; 25,42%) y Tunel Gratón (7; 18,64%). La CL_{50} < 100% para Perubar fue 36,86%, Aruri 90,90%, Tamboraque 80% y Tunel Gratón 100%. Se observa un incremento de la ecotoxicidad del río Rímac con la gradiente altitudinal. Los resultados de los seis puntos de muestreo fueron comparados con las escalas ecotoxicológicas de tres niveles de Munkittrick y de seis de Arambasic. Del 100% de bioensayos realizados empleando la escala de Munkittrick: 18,64% resultaron altamente tóxicos y 42,37% ligeramente tóxicos y 38,98% atóxicos. En cambio la escala de Arambasic mostró 3,38% eutóxica, 20,34% politóxica, 13,56% alfa-mesotóxica, 13,56% beta-mesotóxica, 10,17% oligotóxica y 38,98% atóxica. Es analizada la importancia del pH y la conductividad eléctrica en la toxicidad de las muestras de agua . Los resultados revelan una variabilidad espacial y temporal ecotoxicológica en la cuenca del río Rímac usando a las formas larvarias del mosquito *C. calligraphus*.
Palabras clave: *Chironomus calligraphus*, río Rímac, Perú, ecotoxicología, diptera, mosquito.

ABSTRACT

The Rimac river is the main source of drinking water to Lima city, Perú. Two sampling sites from the middle basin: Huachipa and Santa Eulalia and four sampling sites from the high basin: Perubar, Tamboraque, Aruri and Tunel Graton were assayed with a ecotoxicological bioindicator of pollution, the midge *Chironomus calligraphus* Goeldi, to detect acute toxic effects. The median Lethal Concentration 48 hr LC_{50} value in static bioassays was the end point. Fifty-nine ecotoxicological bioassays were evaluated from March 1994 to December 1998. All samples assayed and the relative percentage to six sampling sites were: Huachipa (3; 5,10%), Santa Eulalia (4; 6,78%), Perubar (19; 32,20%), Tamboraque (15; 25,42%), Aruri (11; 18,94%) and Tunel Graton (7; 18,64%). The LC_{50} < 100% were: Perubar: 36,86%; Tamboraque: 80%; Aruri: 90,90% and Tunel Graton: 100%. The results demostrated a ecotoxicity increased of Rimac river with the gradient of altitude. The results of six sampling sites were compared with ecotoxicological scales of Munkittrick and of Arambasic. Using Munkittrick´s scale: 18,64% resulted highty toxic, 42,37% lighty toxic and 38,98% atoxic. However with Arambasic´s scale: 3,38% eutoxic, 20,34 polytoxic, 13,56% alphamesotoxic, 10,17% oligotoxic and 38,98% atoxic. The importance of pH and electric conductivity were observed in all samples of water. The results obtained showed spatial and temporal variation of ecotoxicity of the Rimac river basin employing the first larvae forms of *C. calligraphus*.
Key words: *Chironomus calligraphus*, Rimac river, Perú, ecotoxicology, diptera, midge.

[1] Laboratorio de Ecofisiología, Area de Biodiversidad Animal. Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Universidad Nacional Federico Villarreal. Calle San Marcos 383, Pueblo Libre, Lima 21,PERÚ. E-mail:joselorena@terra.com.pe

[2] Departamento de Entomología y Fitopatología, Escuela de Post Grado. Universidad Nacional Agraria La Molina, Apartado 456 Lima 100, PERÚ. E-mail:wdale@unalm.edu.pe

(Recibido: 21/07/99. Aceptado: 09/08/00)

INTRODUCCION

La Ley General de Aguas en el Perú (Decreto Ley 17752 del 24 de julio de 1969) clasificó a las aguas basándose en los datos registrados del Brasil.

Sin embargo se desprende la necesidad de evaluar los verdaderos niveles de contaminación y límites permisibles reales de diversas sustancias tóxicas en los diferentes tipos de aguas en nuestro país, para aplicar medidas que puedan vigilar y regular las descargas que producen esta contaminación (Ministerio de Energía y Minas 1993). De esta forma se establecería un adecuado criterio de calidad de aguas, que contribuyan a proyectos de diagnóstico con datos biológicos y ecotoxicológicos de gran importancia, como han sido realizados en otras latitudes (Crane *et al.* 1995, Dutka *et al.* 1995, Okamura *et al.* 1996) y en otros países sudamericanos como Argentina, Chile y México (Ronco *et al.* 1995, Cortes *et al.* 1996, Ferrari *et al.* 1997, Leal *et al.* 1997).

El alarmante incremento de sustancias químicas tóxicas como los metales pesados, en nuestros ambientes, afecta seriamente la integridad y salud de los ecosistemas acuáticos y pone en riesgo a los usuarios consumidores del agua (Foran 1990, Pritchard 1993). La evaluación ambiental basada únicamente en el análisis químico no es útil por sí sola para propósitos de manejo y conservación de los ecosistemas acuáticos. Consecuentemente, el uso de bioensayos está recibiendo más atención como herramienta para la Evaluación del Medio Ambiente, del Impacto Ambiental y la Evaluación de Hábitats (Munawar *et al.* 1989, Dutka *et al.* 1991, Cardwell *et al.* 1992, Codina *et al.* 1993).

Así mismo, cuando dos o más químicos tóxicos coexisten en el agua pueden ocurrir efectos antagónicos, aditivos o sinérgicos (Harris *et al.* 1990). El uso de los bioensayos es útil para la evaluación de los efluentes que contienen abundantes contaminantes o para contaminantes donde la toxicidad ecológica no ha sido evaluada bien por no conocerse sus componentes químicos analíticos (McCarty 1991, Fiskesjo 1993).

En el Perú existen pocos trabajos sobre ensayos ecotoxicológicos para evaluar xenobióticos con organismos y/o modelos dulceacuícolas y marinos. Entre estos se pueden citar trabajos con bacterias (Iannacone *et al.* 1998), invertebrados (Echegaray y Changay-Say 1974, Bustamante 1978, Sanchez y Tupayachi 1989, Iannacone y Alvariño 1996, Iannacone *et al.* 1997, Iannacone y Alvariño 1999a, Iannacone y Dale 1999), algas (Iannacone *et al.* 1997) y peces (Iannacone y Alvariño 1998b). El empleo de insectos acuáticos, en el Perú como agentes para el biomonitoreo ecotoxicológico es escaso (Iannacone y Alvariño 1998a, Iannacone y Dale 1999, Iannacone *et al.* 1998). La APHA (1989) propone utilizar insectos que sean alimento importante para peces, con buena disponibilidad, fáciles de mantener y criar en el laboratorio y sensibles a los tóxicos bajo consideración.

La APHA (1989) y la ASTM (1991) señalan un protocolo estandarizado para la realización de bioensayos de toxicidad aguda y crónica con muestras de agua usando larvas de insectos quironómidos, principalmente *Chironomus tentans* Fabricius, *C. riparius* Meigen y *C. plumosus* (Linnaeus).

Estos mosquitos quironómidos son poco conocidos por los entomólogos agrícolas, pero abundantes en los ambientes dulceacuícolas del bentos de Lima y componente importante en las comunidades acuáticas detritívoras (Anderson 1980, Giesy y Hoke 1989, Amaya *et al.* 1997, Iannacone y Alvariño 1998a). Los quironómidos son fáciles de mantener en cultivos en condiciones de laboratorio, presentan corto ciclo de vida y se conoce que son sensibles a algunos metales y pesticidas (Kosalwat y Knight 1987, Ingersoll *et al.* 1990, Douglas *et al.* 1993, Taylor *et al.* 1993, Iannacone y Alvariño1998a).

Chironomus calligraphus Goeldi, es un invertebrado común en los ambientes acuáticos epicontinentales de la ciudad de Lima, Perú (Iannacone *et al.* 1999). *C. calligraphus* ha mostrado una alta sensibilidad a metales pesados (Iannacone y Dale 1999) y plaguicidas (Iannacone y Alvariño 1998a, 1999b).

Lima, la capital del Perú, depende del río Rímac para el abastecimiento de agua para más de siete millones de habitantes (La Touche 1997). Las evaluaciones fisicoquímicas, microbiológicas e hidrobiológicas son realizadas en forma permanente por el personal del Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL). Sin embargo evaluaciones ecotoxicológicas no son realizadas permanentemente durante este programa de monitoreo del río Rímac.

De esta manera, el objetivo principal de la presente investigación fue emplear a *Chironomus calligraphus* Goeldi (Diptera: Chironomidae) como una herramienta ecotoxicológica para realizar un monitoreo de la cuenca del río Rímac en el Perú y detectar la existencia de una variabilidad toxicológica espacial y temporal.

MATERIAL Y METODOS

La colección, identificación y cría estandarizada de *C. calligraphus*, siguió el procedimiento detallado descrito por Iannacone y Dale (1999). Los ensayos ecotoxicológicos con *C. calligraphus* se iniciaron con larvas de primer estadío dentro de 24 h de haber eclosionado de las masas de huevos. Los ejemplares se separaron al azar de los frascos de eclosión y recuperación de las larvas de primer estadío. Diez larvas de primer estadío se distribuyeron al azar en cada dilución de la muestra agua del río Rímac evaluada en cada una de las cuatro repeticiones del ensayo experimental. Las larvas no se alimentaron durante la duración del ensayo y se consideraron muertas si no fueron capaces de moverse coordinada y normalmente cuando fueron pinchadas ligeramente con un alfiler. El pH y la conductividad eléctrica se midieron mediante un potenciómetro Hanna 8417. El pH se midió en dos réplicas al inicio del ensayo y cada 24 h. La temperatura se mantuvo en una incubadora, regulada a 20 ºC ± 1 ºC.

Se realizaron paralelamente a las evaluaciones con las muestras de agua del río Rímac, ensayos con sulfato de cobre ($CuSO_4$) como tóxico de referencia para evaluar su sensibilidad frente a *C. calligraphus* y de esta forma asegurar la apropiada condición fisiológica del insecto (Iannacone y Dale 1999).

El pH para los afluentes fue ajustado para todos los casos a 7,0 con una solución de NaOH 0,1M o con H_2SO_4 0,1M (Fiskejo 1993). El agua de dilución usada para cada prueba de ecotoxicidad con los afluentes contaminantes para ambos organismos biológicos se preparó a base de una solución amortiguadora (Buffer-fosfato)(pH 7): 8,5 mg/L de KH_2PO_4, 21,75 mg/L de K_2HPO_4, 33,4 mg/L de $Na_2HPO_4.7H_2O$ y 1,7 mg/L de NH_4Cl, además de sales de 22 mg/L de $MgSO_4.7H_2O$, 27,3 mg/L de $CaCl_2$ y 0,25 µg/L de FeCl3.6H2O (APHA 1989).

Los seis puntos de muestreo ordenados de menor a mayor altitud pertenecen a la Cuenca del Río Rímac, dos son de la cuenca media: Huachipa (HUA) y Santa Eulalia (EUL) y los otros cuatro son de la cuenca alta: Perú-Bar (PER), Aruri (ARU), Tamboraque (TAM), Tunel Gratón (TUN). Las muestras fueron tomadas quincenal o mensualmente durante el monitoreo realizado en el Laboratorio de Biología, La Atarjea-SEDAPAL, Lima.

Se usó un frasco Nalgene® de polietileno de 2000 ml por cada punto de muestreo. Durante la toma de la muestra se midió el pH y la conductividad del agua, siguiendo las recomendaciones de APHA (1989). En el laboratorio los frascos fueron refrigerados a 4ºC hasta su procesamiento. Los frascos se usaron para conducir el ensayo de ecotoxicidad.

Los ensayos de ecotoxicidad aguda estáticos con *C. calligraphus* a 48 h de exposición, durante 1994 y 1995, se realizaron a un total de 37 muestras pertenecientes a tres afluentes mineros de la cuenca alta del río Rímac: PER(15 muestras) que fue evaluada desde Marzo de 1994 a Abril de 1995, TAM(15 muestras) que fue evaluada desde Marzo de 1994 a Abril de 1995 y TUN (siete muestras) de Setiembre de 1994 a Enero de 1995. Durante 1997 a 1998 un total de 22 muestras de la cuenca media y alta: HUA (tres muestras) de Agosto a Diciembre de 1998, EUL(cuatro muestras) de Agosto a Diciembre de 1998, PER (cuatro muestras) de Enero a Diciembre de 1998 y ARU(once muestras) evaluadas de Agosto de 1997 a Diciembre de 1998. Se realizó un total de cincuenta y nueve bioensayos ecotoxicológicos de Marzo de 1994 a Diciembre de 1998. El número de muestras examinadas y el porcentaje relativo del total en los seis puntos de muestreo fueron: HUA (3; 5,10%), EUL (4; 6,78), PER (19; 32,20%), TAM (15; 25,42%), ARU (11; 18,64%) y TUN (7; 18,64%).

Las pruebas de ecotoxicidad aguda, se realizaron en cuatro repeticiones con cinco diluciones en un diseño en bloque randomizado (DBCR). Se hicieron diluciones a partir de las muestras de agua de cada uno de los puntos de muestreo al 6,25%, 12,5%, 25%, 50% y 100%. Los afluentes fueron clasificados mediante dos escalas ecotoxicológicas para la evaluación de riesgos ambientales, empleando como parámetro la Concentración Letal media (CL_{50}) en: altamente tóxico (CL_{50}< 25%), ligeramente tóxico (CL_{50} entre 25 y 100%) o atóxico (CL_{50}>100%) por Munkittrick *et al.* (1991) y en seis categorías por Arambasic *et al.* (1994) como: eutóxica (CL_{50} < 10%), politóxica (CL_{50} entre 10 y 30%), alfa-mesotóxica (CL_{50} entre 30 y 50%), beta-mesotóxica (CL_{50} entre 50 y 70%), oligotóxica (CL_{50} entre 70 y 100%) y atóxica (CL_{50} >100%).

Las diferencias entre las diluciones y entre las repeticiones se evaluaron a través de un Análisis de Varianza (ANDEVA) de una vía, previa

transformación de los datos a raíz cuadrada del arcoseno, con el fin de ajustar los datos a la distribución normal (Zar 1996). En el caso de existir diferencias significativas entre las diluciones y entre las repeticiones se realizó una Prueba de Significación DVS (Diferencia Verdaderamente Significativa) de Tukey (Daniel 1993).

Las CL_{50} se calcularon usando un programa computarizado de la EPA versión 1,5 –1993. Estos valores fueron obtenidos a partir del análisis de regresión lineal entre el logaritmo de la concentración de dilución de las muestras de agua (en porcentaje) y mortalidad Probit (porcentaje transformado) (Finney 1971). Los porcentajes de mortalidad de las repeticiones para cada concentración fueron sumados. El modelo de regresión lineal fue verificado usando el estadístico $\square_2$ (Martín y Holdich 1986).

Se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de CL_{50} de PER y TAM durante 1994 y 1995, para determinar la relación lineal entre ambos puntos de muestreo. Se empleó el ANDEVA para determinar si los promedios de los valores de conductividad y de pH para los tres puntos de muestreo: PER, TAM y TUN durante 1994 y 1995 y entre los cuatro puntos de muestreo: HUA, EUL, PER y ARU durante 1997 y 1998 eran diferentes entre sí respectivamente. En el caso de existir diferencias significativas se empleó la prueba de Tukey. Se usó el coeficiente de correlación de Pearson entre el pH y conductividad para cada punto de muestreo. Para los análisis se empleó el paquete estadístico SPSS versión 7,5 para Windows 95.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de las pruebas ecotoxicológicas con respuestas positivas a las muestras de aguas colectadas en el río Rímac para los seis puntos de muestreo evaluados son mostrados en las Tablas 1 y 2. Del 100% de bioensayos realizados durante 1994 a 1998, empleando la escala para la evaluación de riesgos ambientales de Munkittrick: 18,64% resultaron altamente tóxico y 42,37% ligeramente tóxico y 38,98% atóxico. En cambio la escala de Arambasic mostró 3,38% eutóxica, 20,34% politóxica, 13,56% alfa-mesotóxica, 13,56% beta-mesotóxica, 10,17% oligotóxica y 38,98% atóxica.

Durante 1994- 1995 se observó el 70,27% de los valores de CL_{50} < al 100%; en cambio para 1997-1998 el 45,45% con valores de CL_{50}<100. La reducción de la ecotoxicidad está influenciado principalmente por las diferencias en la composición fisicoquímica y por la atoxicidad de HUA y EUL que son puntos de la cuenca media del río Rímac y por lo tanto con aparente menor toxicidad química, pero con mayor impacto de contaminación microbiológica fecal (Alvariño, comunicación personal). Este patrón de disminución altitudinal de la ecotoxicidad ha sido observado por Iannacone *et al.* (1997). Además en PER se observa una reducción de su ecotoxicidad comparativa entre 1994-1995 y 1998 (Tabla 1 y 2).

TABLA 1
VARIACIÓN DE LA CL_{50} DE TRES AFLUENTES DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO RÍMAC DURANTE 1994 - 1995

Muestreos	Perubar	Tamboraque	Túnel Graton
Mar-94	N.D.*	N.D.	-**
Abr-94	N.D.	62,04	-
May-94	N.D.	62,43	-
Jul-94	17,51	64,17	-
Ago-I-94	N.D.	N.D.	-
Ago-II-94	N.D.	79,18	-
Set-I-94	N.D.	75,02	-
Set-II-94	33,14	6,94	2,75
Oct-I-94	N.D.	N.D.	13,37
Oct-II-94	28,42	43,2	53,45
Nov-94	92,85	75,51	32,86
Dic-I-94	N.D.	17,62	91,88
Dic-II-94	17,02	16,79	28,97
Ene-95	55,08	30,15	66,22
Abr-95	34,29	28,30	-

* N.D. = CL_{50} > 100%.
** - = muestras no evaluadas.

En el caso del punto de muestreo HUA, se observó en los meses de Agosto a Diciembre de 1998 según la escala de Munkittrick y Arambasic un comportamiento atóxico (Tabla 2). Para EUL en los cuatro muestreos entre Agosto a Diciembre de 1998 se observó el mismo patrón que HUA.

Para el caso del afluente PER se vio que en los 15 muestreos realizados en trece meses de 1994 a 1995, el 46,66 % de ellos resultó con valores de CL_{50} menores de 100% (Tabla 1). En Julio de 1994 y en el segundo monitoreo de Diciembre (Diciembre-II) fueron las oportunidades en que se

TABLA 2
VARIACIÓN DE LA CL_{50} DE CUATRO PUNTOS DE MUESTREO EN EL RÍO RÍMAC DURANTE 1997 - 1998

Muestreos	Huachipa	Santa Eulalia	Perubar	Aruri
Ago-97	-'**	-	-	41,98
Sep-97	-	-	-	41,54
Oct-97	-	-	-	25,03
Nov-97	-	-	-	24,23
Dic-97	-	-	-	19,75
Ene-98	-	-	N.D.	49,04
Abr-98	-	-	-	N.D.
Ago-98	N.D.*	N.D.	N.D.	65,56
Oct-98	-	N.D.	-	62,50
Nov-98	N.D.	N.D.	N.D.	22,80
Dic-98	N.D.	N.D.	N.D.	81,30

* N.D. = CL_{50} > 100%.
** - = muestras no evaluadas.

presentaron toxicidades mayores de 17,51% y 17,02% catalogados por Munkittrick como altamente tóxica y por Arambasic como politóxica. Valores de CL_{50} mayores del 100% se presentaron en ocho ocasiones. El valor de CL_{50} promedio incluyendo solo los valores menores al 100% a lo largo de 1994 y 1995 fue de 39,75%. Para los cuatro muestreos realizados durante enero y diciembre 1998, el 100% de los valores de CL_{50} fueron > al 100% consideradas por Munkittrick y Arambasic como atóxicas (Tabla 2). Se nota una variación temporal de la ecotoxicidad entre 1994-1995 y 1998, con una reducción entre ambos grupos de años del impacto en el ecosistema acuático del río Rímac. Los resultados entre 1994 y 1995 muestran según al escala de Munkittrick, 10,52% como altamente tóxica, el 26,32% ligeramente tóxica y 63,14% como atóxica. Según la escala de Arambasic, 15,79% como politóxica, 10,53% como alfa-mesotóxica, 5,26% como beta-mesotóxica, 5,26% como oligotóxica y 63,14% como atóxica. Ambas escalas ecotoxicológicas fueron coincidentes en sus resultados obtenidos.

Para ARU, de los 11 muestreos realizados en once meses de 1997 y 1998 (Tabla 2), diez resultaron con valores de CL_{50} menores al 100%, es decir 90,90% del total de muestras. Diciembre de 1997 fue la ocasión con mayor toxicidad 19,75% catalogado por Munkittrick como altamente tóxico y por Arambasic como politóxico. El valor promedio de CL_{50} en todo el muestreo fue de 49,62%. Los resultados entre 1997 y 1998 muestran según al escala de Munkittrick, 36,36% como altamente tóxicas, 54,.54% ligeramente tóxicas y 9,09% como atóxicas. Según la escala de Arambasic, 36,36% como politóxica, 27,27% como alfa-mesotóxica, 18,18% como beta-mesotóxica, 9,09% como oligotóxica y 9,09% como atóxica.

Para el caso del afluente minero TAM se notó en los 15 muestreos realizados en trece meses de 1994 y 1995 (Tabla 1), que doce resultaron con valores de CL_{50} menores al 100%, es decir el 80% de las muestras examinadas en los bioensayos. El segundo monitoreo de setiembre fue la ocasión con mayor toxicidad 6,94% catalogado por Munkittrick como altamente tóxico y por Arambasic eutóxico. El valor de CL_{50} promedio a lo largo de todo el muestreo fue de 46,78%. Los resultados entre 1994 y 1995 muestran según al escala de Munkittrick, 20% como altamente tóxicas, 60% ligeramente tóxicas y 20% como atóxicas. Según la escala de Arambasic, 6,67% como eutóxica, 20% como politóxica, 13,33% como alfa-mesotóxica, 20% como beta-mesotóxica, 20% como oligotóxica y 20% como atóxica.

Para el afluente TUN, se notó que de los siete muestreos realizados durante cinco meses de setiembre de 1994 a enero de 1995, todos presentaron valores de CL_{50} menores de 100% . El segundo monitoreo de Setiembre presentó el valor

más tóxico de 2,75% catalogado por Munkittrick como altamente tóxico y por Arambasic eutóxico. El valor de CL_{50} promedio a lo largo de todo el muestreo fue de 41,35%. Los resultados entre 1994 y 1995 muestran según la escala de Munkittrick, 28,58% como altamente tóxicas, 71,42% ligeramente tóxicas y 0% atóxicas. Según la escala de Arambasic, 14,28% como eutóxica, 28,57% como politóxica, 14,28% como alfa-mesotóxica, 28,57% como beta-mesotóxica, 14,28% como oligotóxica y 0% atóxica.

La descripción de los datos de pH, conductividad específica durante todo el estudio se presentan en las Tablas 3 y 4.

TABLA 3
VALORES DE pH Y CONDUCTIVIDAD ESPECÍFICA (uS/cm) DE TRES AFLUENTES DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO RÍMAC DURANTE 1994- 1995.

	Perubar		Tamboraque		Tunel Gratón	
Muestreos	pH	Conductividad	pH	Conductividad	pH	Conductividad
mar-94	8,67	470	8,44	530	-*	-
abr-94	8,42	540	8,71	580	-	-
may-94	8,60	660	8,69	720	-	-
jul-94	7,87	830	8,20	930	-	-
Ago-I-94	8,15	830	8,30	950	-	-
Ago-II-94	8,10	850	8,98	970	-	-
Set-I-94	8,15	940	8,29	1080	-	-
Set-II-94	8,05	780	8,25	750	7,60	940
Oct-I-94	7,98	750	8,54	820	7,35	990
Oct-II-94	8,71	780	8,97	820	7,96	1000
nov-94	8,62	800	9,04	760	7,93	940
Dic-I-94	8,76	640	8,87	580	8,08	870
Dic-II-94	8,24	710	9,12	570	8,10	850
ene-95	8,45	736	8,13	720	8,02	910
abr-95	8,09	790	8,42	610	-	-

* - = muestras no evaluadas.

TABLA 4
VALORES DE pH Y CONDUCTIVIDAD ESPECÍFICA (uS/cm) DE CUATRO PUNTOS DE MUESTREO DEL RÍO RÍMAC DURANTE 1997- 1998

	Huachipa		Santa Eulalia		Perubar		Aruri	
Muestreos	pH	Conductividad	pH	Conductividad	pH	Conductividad	pH	Conductividad
Ago-97	-*	-	-	-	-	-	8,17	569
Sep-97	-	-	-	-	-	-	7,79	561
Oct-97	-	-	-	-	-	-	7,59	484
Nov-97	-	-	-	-	-	-	8,03	510
Dic-97	-	-	-	-	-	-	7,10	230
Ene-98	-	-	-	-	7,08	2070	6,63	579
Abr-98	-	-	-	-	-	-	7,10	272
Ago-98	8,10	495	7,20	511	7,84	781	7,70	591
Oct-98	-	-	8,38	469	-	-	7,95	480
Nov-98	8,17	497	8,12	494	8,35	868	7,23	529
Dic-98	8,03	528	8,28	523	8,40	830	7,98	396

* - = muestras no evaluadas.

Durante 1994 y 1995 se observa un incremento de la conductividad específica (µS/cm) con la gradiente altitudinal del río Rímac: PER= 740,4 (D.S.= 121,86), TAM= 759,33 (D.S. 168,86) y TUN= 928,57 (D.S.= 56,39). El ANDEVA muestra que existe diferencias estadísticas entre las conductividades de PER, TAM y TUN (F=5,001; P= 0,012). El análisis de Tukey indica que la conductividad de TUN es diferente de PER y TAM (PER TAM TUN) En cambio el pH presenta ligeramente un patrón opuesto, PER= 8,32(D.S.= 0,29), TAM= 8,65 (D.S.= 0,45) y TUN= 7,86 (D.S.= 0,28). La comparación de promedios del pH empleando el ANDEVA muestra la existencia de diferencias significativas entre PER, TAM y TUN (F=13,37; P< 0,001). El análisis de Tukey muestra el mismo patrón que los observado en la conductividad (PER TAM TUN).

Durante 1997 y 1998 se puede notar la ausencia de una tendencia en el incremento de la conductividad específica con la altitud: HUA= 506,66 (D.S.= 18,50), EUL= 499,25 (D.S.= 23,41), PER= 1137,25 (D.S.= 622,85) y ARU= 472,81 (D.S.= 123,35). El ANDEVA indica que no existen diferencias entre los muestreos (F= 1,69; P=0,20). El pH observado es el siguiente: HUA= 8,10 (D.S:= 0,01), EUL= 7,99 (D.S.= 0,54), PER= 7,91 (0,61) y ARU= 7,57 (0,48). El ANDEVA muestra que no existen diferencias en los promedios (F= 1,43; P=0,26) con una tendencia a disminuir con la altitud y a la cercanía a los puntos con más industrias mineras del río Rímac.

El pH y la conductividad de PER presentan una correlación negativa estadísticamente significativa (r= -0,566; P=0,028). En el resto de casos se presenta una correlación negativa no significativa (P> 0,05). Conductividades altas y pH bajos son dos factores que favorecen la ecotoxicidad de TUN durante 1994 y 1995 (Tabla 3). La conductividad de TAM presenta una correlación positiva con la de PER (r= 0,83; P= 0,001) y con la de TUN (r= 0,97; P= 0,001).

El ANDEVA mostró que existen diferencias significativas en los promedios de la CL_{50} para los tres afluentes del río Rímac, cuando se toman en consideración las 15 muestras de PER y de TAM y las siete muestras de TUN (F=6,07, p<0,01). En cambio al realizar el ANDEVA tomando en cuenta para todos los puntos sólo los valores de CL_{50} para los últimos ocho muestreos (F=2,25, p>0,05), se observó que no existen diferencias significativas entre los tres promedios.

El análisis de correlación entre los valores de CL_{50} de los tres puntos de muestreo durante 1994 y 1995 a lo largo de todos los meses no mostró ninguna relación entre los tres afluentes (p>0,05). Sin embargo, se nota una ligera tendencia positiva no significativa entre PER y TAM.

No es muy adecuado predecir el riesgo ambiental para los seis puntos de muestreo, principalmente mineros solamente con los resultados del análisis químico (Crane *et al.* 1995). Las curvas dosis-respuestas son empleadas para cuantificar la ecotoxicidad del afluente en términos de CL_{50} a 48 h (Wangberg *et al.* 1995). Nuestros resultados ecotoxicológicos complementan los fisicoquímicos, microbiológicos e hidrobiológicos para la evaluación integral del análisis de riesgo ambiental en el río Rímac, principal fuente de abastecimiento de agua potable para la ciudad de Lima, Perú (Iannacone *et al.* 1998).

Dutka *et al.* (1991) con el fin de evaluar la naturaleza y extensión de la distribución temporal y espacial de diferentes fuentes de contaminación acuática, propone la integración de una «batería de pruebas». Esta metodología ha sido propuesta para evaluar la cuenca del Yamasha y del río Támesis en Inglaterra (Bitton y Dutka 1984). Utilizando una batería de seis bioensayos biológicos: inhibición de ATP-TOX, Microtox,® Mutatox® con la fracción S9, inhibición de la reproducción en *Ceriodaphnia dubia*, inmobilidad de *Daphnia magna* y la prueba de germinación de semillas. Se evaluó el grado de contaminación tóxica en seis lugares de muestreo, encontrando que el sistema ATP-TOX y Mutatox son dos las pruebas más sensibles en todas las muestras. Abdel-Hamid y Shaaban-Dessouri (1993) evaluaron la calidad del agua del río Nilo en Egipto usando como modelo a la microalga *Selenastrum capricornutum* para seis afluentes industriales con cuatro parámetros de respuesta: biomasa (peso seco en mg/L), conteo de células, proporción de crecimiento y área bajo la curva de crecimiento. Encontrando los cuatro parámetros con valores de Concentración efectiva media (CE_{50}) inferiores al 100%. En nuestro caso, no utilizamos una batería de pruebas sino sólo la respuesta de una sola especie, la lombriz roja *C. calligraphus* en términos

de la CL_{50} a 48 h de exposición. Este ensayo de mortalidad con *C. calligraphus* podría ser incluído como una herramienta sensible para la evaluación de los ecosistemas acuáticos epicontinentales. *C. calligraphus* tiene como ventaja principal la abundante y permanente disponibilidad de material biológico para la obtención del primer estadío larval (Iannacone y Dale 1999).

CONCLUSIONES

Del estudio monitoreo ecotoxicológico del río Rímac (Lima-Perú) usando a *Chironomus calligraphus* Goeldi, se pueden deducir las siguientes conclusiones principales:

- El número total de muestras examinadas y su porcentaje relativo en los seis puntos de muestreo durante 1994 - 1995 y 1997 -1998 fueron: Huachipa (3; 5,10%), Santa Eulalia (4; 6,78%), Perubar (19; 32,20%), Tamboraque (15; 25,42%), Aruri (11; 18,64%) y Tunel Gratón (7; 18,64%). El 61,01% de las muestras (36) mostraron valores de $CL_{50} < 100\%$.
- La $CL_{50} < 100\%$ para Huachipa fue 0%, para Santa Eulalia 0%, para Perubar fue 36,86%, para Tamboraque 80%, para Aruri 90,90% y para Tunel Gratón 100%. Se observa para los seis puntos de muestreo, un incremento con la gradiente espacial altitudinal de la ecotoxicidad del río Rímac usando a *C. calligraphus* y una reducción comparativa entre 1994-1995 y 1997-1998, indicando una disminución temporal de la contaminación química.
- Los seis puntos de muestreo en términos de CL_{50} fueron comparados con las escalas ecotoxicológicas de tres niveles de Munkittrick y de seis de Arambasic. Del 100% de bioensayos realizados empleando la escala de Munkittrick: 18,64% resultaron altamente tóxicos y 42,37% ligeramente tóxicos y 38,98% atóxico. En cambio la escala de Arambasic mostró 3,38% eutóxica, 20,34% politóxica, 13,56% alfa-mesotóxica, 13,56% beta-mesotóxica, 10,17% oligotóxica y 38,98% atóxica.
- Durante 1994 y 1995 se observa en las muestras evaluadas un incremento de la conductividad específica con la gradiente altitudinal; en cambio el pH muestra un patrón opuesto. Conductividades altas y pH bajos son dos factores que favorecen la ecotoxicidad del mayor punto de toxicidad como es Tunel Gratón durante 1994 y 1995. Durante 1997 y 1998, los puntos de muestreo evaluados no muestran ningún patrón entre la conductividad específica con la gradiente espacial altitudinal; el pH mostró un comportamiento semejante al encontrado durante1994 y 1995.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento a Cesar Lazcano C. y a Sofía Basilio E. del Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima (SEDAPAL) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYTEC) No 362-1995 por el financiamiento del presente proyecto. A Miriam Vasquez (SEDAPAL) por el apoyo en los análisis fisicoquímicos.

LITERATURA CITADA

ABDEL-HAMID, N.N. Y S.A. SHAABAN-DESSOURI. 1993. Water quality of the River Nile. III. Toxicity assessment of six industrial effluent polluting the River Nile. Environ. Toxicol. Water Qual. *8*: 239-254.

AMAYA, G.J., M.A. GUERRA Y V.G. REBAZA. 1997. El «Gusano rojo del arroz» en el Valle de Jequetepeque, La Libertad, Perú. Rev. per. Ent. *40*: 139-154.

ANDERSON, R.L. 1980. Chironomidae toxicity test-biological background and procedures. En: A. Buikema y J. Cairns, Jr. (Eds.). Aquatic Invertebrates bioassays. STP. 715. American Society for Testing and Materials, Philadelphia. pp. 70-80.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION), AWWA (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION), WPCF (WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION). 1989. Standard methods for examination of water and wastewater. 17 th. Ed. American Health Association. Washington, D.C.

ARAMBASIC, M.B., S. BJELIC Y G. SUBAKOV. 1995. Acute toxiciy of heavy metals (Copper, Lead, Zinc), Phenol and Sodium on *Allium cepa* L., *Lepidium sativum* L., and *Daphnia magna* St., Comparative investigations and the practical applications. Wat. Res. *29*: 497-503.

ASTM. 1991. Standard guide for acute toxicity test with the rotifer *Brachionus*. Annual Book of ASTM Standard, E. 1440-1491.

BITTON, G. Y B.J. DUTKA. 1984. Introduction and review to microbial and biochemical toxicity screening procedures. En: Bitton G. y B.J. Dutka (eds.). Toxicity testing using microorganisms (Vol. 1). CRC Press, Boca Raton. F.L. 289 pp.

BUSTAMANTE, F. 1978. Bioensayos de contaminantes metálicos hídricos y su efecto en el camarón juvenil *Cryphiops caementarius* M. Tesis Ing. Pesquero. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. 91 pp.

CARDWELL, R.D., B.R. PARKHUST, W. WARREN-HICKS Y J.S. VOLOSIN. 1992. Aquatic ecological risk. Water Environ Technol. *65*: 47-51.

CODINA, J.C., A. PEREZ-GARCIA, P. ROMERO Y A. DE VICENTE. 1993. A comparison of microbial bioassay for the detection

of metal toxicity. Arch. Environ. Contam. Toxicol. *25*: 250-254.

Cortes, G., A. Mendoza y D. Muñoz. 1996. Toxicity evaluation using bioassays in rural developing district 063 Hidalgo, Mexico. Environ. Toxicol. Water Qual. *11*: 137-143.

Crane, M., P. Delaney, C. Mainstone y S. Clarke. 1995. Measurement by *in situ* bioassay of water quality in an agricultural catchment. Wat. Res. *29*: 2441-2448.

Daniel, W.W. 1993. Bioestadística. Tercera Edición. Editorial Limusa (México). 667 p.

Douglas, W.S, A. McIntosh y J.C. Clausen. 1993. Toxicity of sediments containing atrazine and carbofuran to larvae of midge *Chironomus tentans*. Environ. Toxicol. Chem. *12*: 847-853.

Dutka, B.J., K.K. Kwan, S.S. Rao, A. Jurkovic, R. McInnis y G.A. Palmateer. 1991. Use of bioassays to evaluate river water and sediment quality. Environ. Toxicol. Water Qual. *6*: 309-327.

Dutka, B.J., R. Bourbonniere, R. McInnis, K.K. Kwan y A. Jurkovic. 1995. Bioassay assessment of impact of tar sands extractions. Environ. Toxicol. Water Qual. *10*: 107-117.

Echegaray, M. y J. Changay-Say. 1974. Contenido de algunos metales pesados en especies marinas peruanas. Documenta, Min. Pesquería *38*: 4-15.

Ferrari, L., S.O. Demichelis, M.E.Garcia, F.R. De La Torre y A. Salibián. 1997. Premetamorphic anuran tadpole as test organism for an acute aquatic toxicity assay. Environ. Toxicol. Water Qual. *12*: 117-121.

Finney, D.J. 1971. Probit Analysis. Cambridge University Press, London.

Fiskesjo, G. 1993. The *Allium* Test in wastewater monitoring. Environ. Toxicol. Water Qual. *8*: 292-298.

Foran, J.A. 1990. Toxic substances in surface water: protecting human health: The Great Lakes experience. Environ. Sci. Technol. *24*: 604-.608.

Giesy, J.P. y R.A. Hoke. 1989. Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. J. Great Lakes Res. *15*: 539-569.

Harris, H.J., P.E. Sager, H.A. Regier y G.R. Francis. 1990. Ecotoxicology and ecosystem integrity: the Great Lakes examined. Environ. Sci. Technol. *24*: 598-603.

Iannacone, J.A. y L. Alvariño. 1996. Tolerancia de la larva del zancudo *Culex quinquefasciatus* a metales contaminantes del medio acuático. Rev. per. Ent. *39*: 105-110.

Iannacone, J.A. y L. Alvariño. 1998a. Ecotoxicidad aguda del insecticida organofosforado Temephos sobre *Chironomus calligraphus* Goeldi (Diptera: Chironomidae). Acta Ent. Chilena *22*: 51-53.

Iannacone, J.A. y L. Alvariño. 1998b. Acute ecotoxicity of zinc to guppy *Poecilia reticulata*. Wiñay Yachay (Perú) *3*: 67-74.

Iannacone, J.A. y L. Alvariño. 1999a. Ecotoxicidad aguda de metales pesados empleando juveniles del caracol de agua dulce *Physa venustula* (Gould, 1847) (Mollusca). Gayana *63*: 101-110.

Iannacone, J.A. y L. Alvariño. 1999b. La lombriz roja *Chironomus calligraphus* y la pulga del agua dulce *Moina macrocopa* como herramientas ecotoxicológicas para la evaluación del Lindano y Clorpirifos. Hipótesis (Perú) *6*: 59-64.

Iannacone, J.A. y W.E. Dale. 1999. Protocolo de bioensayo ecotoxicológico para evaluar metales pesados contaminantes de agua dulce con *Chironomus calligraphus* (Diptera: Chironomidae) y el Crustáceo *Moina macrocopa* (Crustacea: Cladocera), en el río Rímac. Rev. per. Ent. *41*: 111-120.

Iannacone, J.A., A. Gutierrez y N. Vargas. 1997. Ecotoxicidad de la Cuenca Alta del río Rímac (Tamboraque y Perubar) utilizando al nemátodo *Panagrellus redivivus* y a la microalga *Chlorella vulgaris*. Hipótesis *5*: 38-45.

Iannacone, J.A., L. Alvariño y W.E. Dale. 1998.. Pruebas ecotoxicológicas como una herramienta para la evaluación del impacto ambiental de los ecosistemas acuáticos. Bol. de Lima (Perú). *113*: 53-68.

Iannacone, J., L. Alvariño y A. Gutierrez. 1999. Cinco ensayos ecotoxicológicos para evaluar metales pesados en el agua dulce. Bol. Soc. Quim. Perú 65: 30-45.

Ingersoll, C.G., F.J. Dwyer y T.W. May. 1990. Toxicity of inorganic and organic selenium to *Daphnia magna* (Cladocera) and *Chironomus riparius* (Diptera). Environ. Toxicol. Chem. *9*: 1171-1181.

Kosalwat, P. y A.W. Knight. 1987. Acute toxicity of aqueous and substrate-bound copper to the midge *Chironomus decorus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. *16*: 275-282.

La Touche, M.C.D. 1997. The Water resources of Lima, Perú. J. Ciwem *11*: 437-440.

Leal, H.E., H.A. Rocha y J.M. 1997. Acute toxicity of hardboard mill effluents to different bioindicators. Environ. Toxicol. Water Qual. *12*: 39-42.

Martin, T.R. y D.M. Holdich. 1986. The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to freshwater asellids and gammarids). Wat. Res. *20*: 1137-1147.

McCarty, L.S.. 1991. Toxicant body residues: implications for aquatic bioassays with some organic chemicals. Aquatic toxicology and risk assessment: Fourteenth Volume. ASTM STP. M.A. Mayes & M.G. Barron (eds.). American Society for Testing Materials, Philadelphia, pp. 183-192.

Ministerio De Energia y Minas, Idem (Instituto De Estudios Economicos Mineros), Gtz (Deutsche Gesellschaft Fur Technische Zuzummenarbeit). 1993. Minería y medio ambiente. Un enfoque técnico-legal de la minería en el Perú. 181 pp.

Munawar, M., I.F. Munawar, C.I. Mayfield y L.H. McCarthy. 1989. Probing ecosystem health: a multidisciplinary and multi-trophic assay strategy. En: Munawar, G. Dixon, C.I. Mayfield, T. Reynoldson y M.H. Sadar (eds.). Environmental bioassay techniques and their application. Hydrobiologia *188/189*: 93-116.

Munkittrick, K.R., E.A. Power y G.A. Sergy. 1991. The relative sensitivity of Microtox, Daphnid, Rainbow Trout, and Fathead Minnow acute lethality test. Environ. Toxicol. Wat. Qual. *6*: 35-62.

Pritchard, J.B. 1993. Aquatic toxicology: past, present, and prospects. Environ. Health Perspect. *100*: 249-257.

Okamura, H., R. Luo, I. Aoyama y D. Liu. 1996. Ecotoxicity assessment of the aquatic environ around Lake Kojima, Japan. Environ. Toxicol. Water Qual. *11*: 213-221.

Ronco, A.E., C. Sobrero, B.G. Rossini y P. Alzuet. 1995. Screening for sediment toxicity in the Rio Santiago basin: a baseline study. Environ. Toxicol. Water Qual. *10*: 35-39.

Sanchez, G.y M. Tupayachi. 1989. Pruebas preliminares sobre toxicidad aguda del cobre en la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*). Bol. Inf. Imarpe *5*: 191-194.

Taylor, E.J., S.J. Blockwell, S.J. Maund y D. Pascoe. 1993. Effect of Lindane on the life-cycle of a freshwater macroinvertebrate *Chironomus riparius* Meigen (Insecta: Diptera). Arch. Environ. Contam. Toxicol. *24*: 145-150.

Wangber, G. S., B. Bergstrom, H. Blanck y O. Svanberg. 1995. The relative sensitivity and sensitivity patterns of short-term toxicity tests applied to industrial wastewaters. Environ. Toxicol. Water Qual. *10*: 81-90.

Zar, J.H. 1996. Bioestatistical Analysis. 3er ed. Prentice –Hall. Inc. Upper Saddle River, New Jersey. 662 pp.